第 37 卷第 12 期　　　　生　态　学　报　　　　Vol.37,No.12
2017 年 6 月　　　　ACTA ECOLOGICA SINICA　　　　Jun.,2017

DOI: 10.5846/stxb201701230185
徐文彬, 尹海伟, 孔繁花.基于生态安全格局的南京都市区生态控制边界划定.生态学报,2017,37(12):4019-4028.
Xu W B, Yin H W, Kong F H. Development of ecological control boundaries in Nanjing metropolis district based on ecological security patterns. Acta Ecologica Sinica,2017,37(12):4019-4028.

基于生态安全格局的南京都市区生态控制边界划定

徐文彬[1], 尹海伟[1,*], 孔繁花[2]
1 南京大学建筑与城市规划学院,南京　210093
2 南京大学国际地球系统科学研究所,南京　210023

摘要:以南京都市区为例,通过生态敏感性分析获取了研究区既有的高生态敏感空间,采用最小费用路径方法辨识了对研究区具有重要生态意义的潜在生态廊道和生态关键区,采用图谱理论中的景观连接度指数辅助确定生态廊道宽度,构建了研究区潜在的生态网络。在此基础上,整合既有和潜在生态空间,科学划定生态控制边界,实现了研究区现存和潜在的重要自然生态空间保护。研究结果表明:1)生态敏感性分析能够识别出研究区既有的高生态敏感性区域,并指出其呈现出"大而孤立,小且分散,连接性不佳"的空间特征。2)遴选出的 71 处生态源地、119 条重要廊道和 61 个关键生态斑块共同组成了研究区的生态网络,显著提升了原有生态空间的景观连接性和研究区域的总体生态安全水平。3)生态网络分析可以弥补敏感性分析只考虑既有自然生态空间的局限,二者的组合使用可为不同尺度上生态控制边界的划定提供简明的分析框架。研究结果可为南京都市区生态控制线划定和生态环境保护提供重要的参考,对其他城市生态控制边界的划定也具有一定的借鉴意义。

关键词:生态敏感性;生态网络;最小路径方法;图谱理论

Development of ecological control boundaries in Nanjing metropolis district based on ecological security patterns

XU Wenbin[1], YIN Haiwei[1,*], KONG Fanhua[2]
1 *School of Architecture and Urban Planning*, *Nanjing University*, *Nanjing* 210093, *China*
2 *International Institute for Earth System Sciences*, *Nanjing University*, *Nanjing* 210023, *China*

Abstract: Developing ecological control boundaries is an effective way to protect ecological space, maintain regional ecological security patterns, and control urban sprawl. However, previous studies on the methods to develop ecological control boundaries usually only considered the existing high ecological sensitive areas and neglected potential ecological spaces. Potential ecological spaces usually offer significant contribution in maintaining the balance of urban and regional ecosystems via ecological connectivity. By not considering potential ecological spaces, the designated ecological units become isolated habitat islands and the ecological vulnerability of the city or region increases. Taking the Nanjing metropolis district as a case study, and from the perspective of ecological security, the present study attempted to present a new method to develop ecological control boundaries by integrating ecological sensitivity analysis with ecological networks analysis. These ecological control boundaries aimed to protect the existing and potential important ecological spaces simultaneously in the study area. An eco-sensitivity index system was first established by selecting nine indexes based on local conditions, with the highly sensitive ecological spaces of the study area obtained with spatial analysis in Geographical Information System (GIS). The potential ecological networks were developed with the least-cost path method and supported by GIS. The results revealed that: 1) ecological sensitivity analysis was effective in identifying the existing high ecological sensitivity spaces,

基金项目:国家自然科学基金项目(51478217,31670470)
收稿日期:2017-01-23;　　**修订日期**:2017-04-01

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: qzyinhaiwei@ 163.com

with the spatial pattern of high ecological sensitivity areas demonstrating that no matter how large or small, ecological sensitivity patches are usually isolated and scattered; and 2) by considering the ecological sensitivity areas simultaneously, 71 sources, 119 important corridors, and 61 key ecological patches were selected to develop the ecological networks. The developed ecological networks can significantly enhance the original landscape connectivity, and can effectively improve overall ecological security both at the urban and regional scales. After the analysis, further suggestions were provided for planning and improvement of the ecological control boundaries in the Nanjing metropolis district. The study indicated that ecological sensitivity analysis could capture the established natural status effectively but neglect the importance of potential ecological connectivity; however, ecological network analysis could make up for this shortcoming perfectly. Therefore, combining ecological sensitivity analysis with ecological networks analysis as performed in the present study is very useful and is a good method to develop ecological control boundaries on different scales.

Key Words: ecological sensitivity; ecological networks; least-cost path method; graph theory

改革开放以来我国经历了快速的城镇化进程,城镇建设用地剧增,非建设用地向城市建设用地快速转换,导致城市生境日益破碎化、生物多样性显著下降、热岛效应不断增强等诸多生态环境问题,严重影响城市生态系统服务,危及城市的可持续发展[1-2]。为了防止开发建设的无序蔓延,有效保护自然生态资源和保障城市与区域的生态安全,划定生态控制边界业已成为城市管理者和规划师一项重要的空间管控手段[3-4]。

生态控制边界是对保障城市或区域生态安全、维护生态系统完整性和连续性、促进可持续发展具有重要战略意义的生态区域的保护界线[5-7]。它框定了生态价值较高、生态系统比较敏感和具有关键生态功能的区域,不仅是城市与区域生态安全的“底线”,也是重要物种资源生存与可持续发展的保障和人居环境与经济社会发展的生态基础[8-9]。由于国内对生态控制边界研究的历史时间相对较短,其理论基础还很不完善,技术方法也不统一,相关管理政策也处于探索阶段[10-12]。在划定方法上,当前研究多从生态敏感性或脆弱性、生态功能重要性、环境灾害危险性等视角出发,对研究区自然生态的现状进行评估,然后将评价得分较高的区域作为生态控制边界范围[6,13-14]。这些研究主要关注既有自然生态空间的辨识和保护,往往忽略了对维护城市与区域生态系统平衡具有重要生态连接功能的潜在生态空间,致使划定的生态控制单元多成为城市内的生境孤岛,难以充分发挥整体生态空间的协同增效效应。

生态安全格局构建就是在充分了解区域生态环境的基础上,科学判定对维护区域生态系统健康、完整和安全最为关键的景观要素,进而通过景观要素之间的空间联系而共同构成一个多层次、完整的生态网络结构体系[15-16]。因而,将生态安全格局理念融入生态控制边界的划定过程中,能够更好地实现区域生态系统的格局优化,促进区域生态环境的有效保护,已经成为陆地生态系统保护与修复的重要途径[17]。本文以南京都市区为例,基于生态安全格局理念,尝试将生态敏感性和生态网络分析方法相结合,为研究区生态控制边界的综合划定提供简明的分析框架,从而实现研究区内既有的和潜在的重要自然生态空间的有效保护。

1 研究区概况

本文研究范围为《南京市城市总体规划(2010—2020 年)》中确定的南京都市区(图 1),总面积约为 4388 km^2。研究区内江河湖泊众多,地貌以低山岗地和地势低平的河谷平原为主。山体海拔在 200—450 m 之间;河谷平原较为低平,海拔在 5—10 m;在山地和平原之间,分布着海拔 20—60 m 的黄土岗地;沿长江有海拔均不到 10 m 的滨江湿地和江心洲[18]。

近年来南京城镇化发展迅速,城市范围不断扩大,导致大量农田、水域等自然生态空间向城镇建设空间快速转换,致使自然生态空间的斑块数量与面积逐渐减少、日益破碎化。尽管 2000 年以来南京市实施了一系列“绿色南京”战略性工程,城市绿地、生态林地面积显著增加,但自然生态斑块之间依然缺乏有机联系,景观连通性水平不高,城市生态安全、生态系统的完整性仍面临重大挑战[19-20]。

2　数据与研究方法

2.1　数据来源与预处理

研究采用的主要数据有:2013 年南京市 Landsat 8 OLI 卫星遥感数据、南京市 ASTER GDEMV2 数字高程数据(数据来源于中国科学院计算机网络信息中心地理空间数据云平台 http://www.gscloud.cn),研究区 1:50000 地形图,以及规划局、环保局等部门的水源保护区、自然保护区等相关专题数据等。

数据的预处理主要包括:将所有数据坐标系统定义为西安 80 坐标系,高斯-克吕格投影;使用研究区地形图对卫星遥感数据进行精校正(均方根误差小于 1 个像元);基于 ENVI 软件平台,对校正后的遥感数据进行辐射定标与大气校正,采用支持向量机(Support Vector Machine, SVM)的分类方法进行监督分类,将研究区土地利用类型划分为建设用地、草地、林地、耕地、道路、水域和裸地 7 类(图 1)。以同年高分辨率谷歌影像图作为验证数据,从中选取验证样本进行混淆矩阵分析,结果显示研究区土地利用分类的总体精度为 93.64%,Kappa 系数为 0.92。

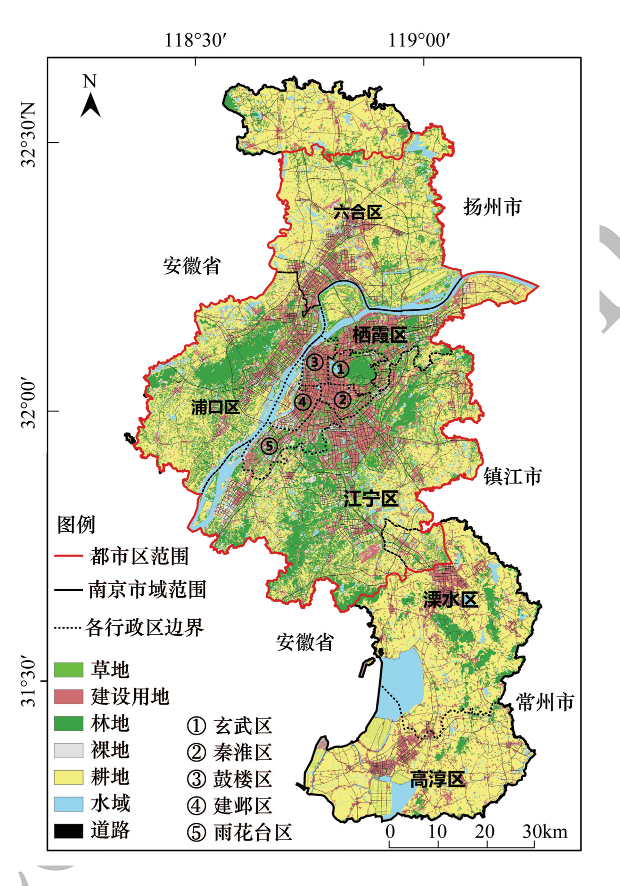


图 1　研究区范围及土地利用情况

Fig.1　Map of location and land use of the study area

2.2　研究方法

2.2.1　基于多因子叠置分析的研究区生态敏感性分区

生态敏感性是指生态系统对区域内自然和人类活动干扰的敏感程度,是评价生态系统健康活力、恢复力和进行生态功能区划的重要指标[21-22]。首先,本文根据研究区自然生态环境特点并结合数据的代表性与可获取性,选取了地形、水域缓冲区、植被与土地利用和政策限制四大类共 9 项典型指标(表 1)来综合表征研究区的生态敏感程度。对于一般性约束指标,采用层次分析法计算各因子的权重;对于强限制性因子,则不参与加权叠加分析,而是将具有此类属性的区域直接划入相应等级的敏感区。然后,结合研究区实际情况并参照相关研究成果,采用专家咨询等方法确定所选因子的等级划分标准,并基于 GIS 进行生态敏感性的单因子评价。最后,通过因子的叠置分析得到研究区综合生态敏感性评价结果,采用自然断点法将其划分为极高、高、中、低和极低 5 个等级(图 2,表 2),提取出高和极高等级的敏感区,并采用 ArcGIS 中的聚合面(Aggregate Polygons)工具,将建设用地与道路作为障碍要素,对距离小于 100 m 的高敏感生态斑块进行空间聚合,从而实现基于用地性质与空间距离的邻近斑块的整合,形成研究区的生态底线区(图 2)。与以往敏感性分析研究中因子加权叠加和最大值法不同,本文采用一般约束性因子加权叠加结果与强约束性因子进行最大值镶嵌的方法来计算研究区的综合生态敏感性(表 1),以减少单纯多因子叠置分析对强约束性因子影响的削弱作用和单纯最大值法对一般约束性因子影响的增强作用,以更为客观地表征不同敏感因子的相对重要性程度。

表 1　生态敏感性评价指标体系

Table 1　Evaluation index system of ecological sensitivity

项目 Item		分级标准 Classification standard	分级依据 Classification basis	生态敏感度 Eco-sensitivity	评价值 Value	指标权重 Weight
地形 Terrain	高程	≥200 m 或<8 m	[23]	极高	9	0.0969
		100—200 m		高	7	

续表

项目 Item		分级标准 Classification standard	分级依据 Classification basis	生态敏感度 Eco-sensitivity	评价值 Value	指标权重 Weight
		50—100 m		中	5	
		8—50 m		低	3	
	坡度	≥50%	[24]	极高	9	0.1724
		25%—50%		高	7	
		10%—25%		中	5	
		3%—10%		低	3	
		0—3%		极低	1	
	地形起伏度	≥75	专家咨询	极高	9	0.1533
		45—75 m		高	7	
		25—45 m		中	5	
		15—25 m		低	3	
		0—15 m		极低	1	
水域缓冲区 Buffer zone of water	长江岸线缓冲距离	<200 m	[22,25-26]	高	7	0.0834
		200—500 m		中	5	
		500—1000 m		低	3	
		≥1000 m		极低	1	
	主要河流岸线缓冲距离	<100 m		高	7	
		100—200 m		中	5	
		200—500 m		低	3	
		≥500 m		极低	1	
	主要湖泊水库岸线缓冲距离	<100 m		高	7	
		100—200 m		中	5	
		200—500 m		低	3	
		≥500 m		极低	1	
植被与土地利用 Vegetation and land use	植被覆盖度	≥0.8	[27]	极高	9	0.2328
		0.6—0.8		高	7	
		0.3—0.6		中	5	
		0.1—0.3		低	3	
		<0.1		极低	1	
	土地利用类型	林地、草地、零散水体	专家咨询	高	7	0.2611
		耕地		中	5	
		裸地		低	3	
		建设用地、道路		极低	1	
		主要水体		极高	不参与加权叠加	
政策限制 Political limitation	饮用水源保护区、自然保护区核心区等			极高	不参与加权叠加	

表 2 研究区生态敏感性分类结果

Table 2 Ecological sensitivity classification and respective proportion

生态敏感性类型 Eco-sensitivity type	面积 Area/km^2	%
极高敏感区 Extreme sensitivity area	623.24	14.20
高敏感区 High sensitivity area	1049.06	23.91
中敏感区 Moderate sensitivity area	1170.58	26.68
低敏感区 Low sensitivity area	758.71	17.29
非敏感区 Insensitivity area	786.24	17.92
合计 Total	4387.83	100

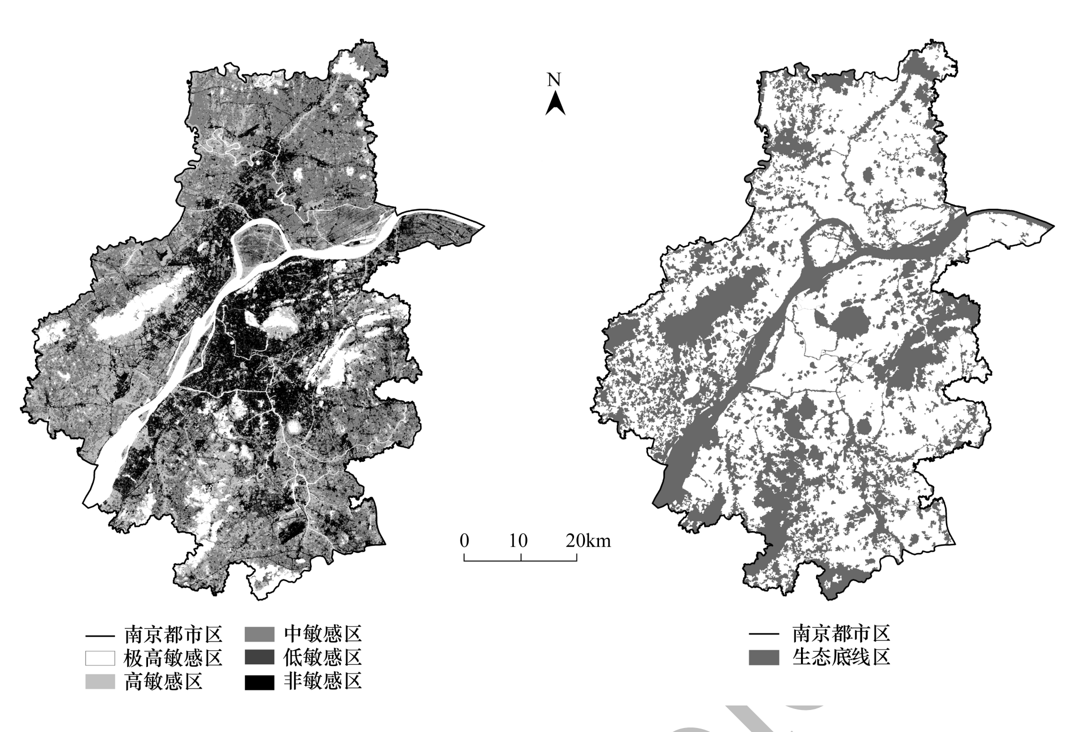


图 2　研究区生态敏感性分析结果与基础底线区空间分布

Fig.2　The result of eco-sensitivity evaluation and the distribution of basic ecological area

2.2.2　基于最小路径与图谱理论的研究区潜在生态网络构建

通过生态廊道连接破碎化的生境斑块,构建具有空间完整性的生态网络,既能维护城市生态系统的空间格局,提高自然生态系统的质量和保护生物多样性,又可以在城市景观格局动态演化过程中前瞻性地保护城市生态系统的关键区域,有效地缓解城市生态保护与发展建设之间的矛盾[28-30]。目前,最小费用路径(Least-cost path)方法和图谱理论(Graph Theory)已广泛应用于生态网络的构建过程中[31-32]。本文首先将研究区内的林地斑块按面积进行排序,选取占林地总面积 50%的大型斑块,初选出源地 67 个;并通过叠加相关部门已确定的生态保护区、森林公园等具有重要生态系统服务的区域,因二者空间上存在重叠,最终一共遴选出 71 个生态源地(图 3)。然后,参考谢高地等[33]对各类生态用地单位面积生态系统服务价值当量的估算结果,选取生态用地支持服务中的生物多样性服务价值当量作为本文生态适宜性的定量表征,对林地、草地和耕地等用地进行景观阻力赋值;建设用地和其他非生态用地根据其生境适宜性情况赋予相对的成本阻力;考虑到长江等大型水体对陆生生物迁移扩散具有隔离作用,故对其设置了较高的阻力值(表 3)。其次,基于 Graphab 软件平台[34]采用最小费用路径方法,计算获取研究区 119 条潜在生态廊道的矢量路径(图 3),并利用该软件的指数分析模块,采用整体连通性指数(Integral Index of Connectivity,IIC,式 1)计算所有廊道和源地的连通重要值(ΔI, Delta metrics of connectivity,分别记为 ΔIIC_link、ΔIIC_pacth,式 2),用于评价各要素在生态网络中的相对重要性程度,进而通过聚类分析,将二者的连接重要值划分为 5 类(图 3)。参照朱强等[35]对国内外生态廊道宽度相关研究的总结(30 m 廊道宽度基本可以满足动植物迁移和传播及生物多样性保护的功能,且随廊道宽度增加,其内部的生境质量、结构稳定性、物种丰富度也会得到提升),鉴于研究区是高度城市化区域的实际情况,根据廊道连接重要值的等级(从低到高)分别设定了 30、60、100、150、200 m 的基础廊道宽度(图 4)。最后,根据生态网络的空间位置特征,识别出 61 处对生物交流起到关键作用的生态节点(生态关键区),结合其周边用地情况分别设置 5—18 hm^2不等的生态修复与保护范围(图 4)。由筛选出的生态源地、赋予相应宽度的生态廊道、识别的生态关键区共同组成了研究区完整的陆地生态网络(图 4)。

$$\mathrm{IIC} = \frac{1}{A^2}\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n}\frac{a_i\, a_j}{1 + nl_{ij}} \tag{1}$$

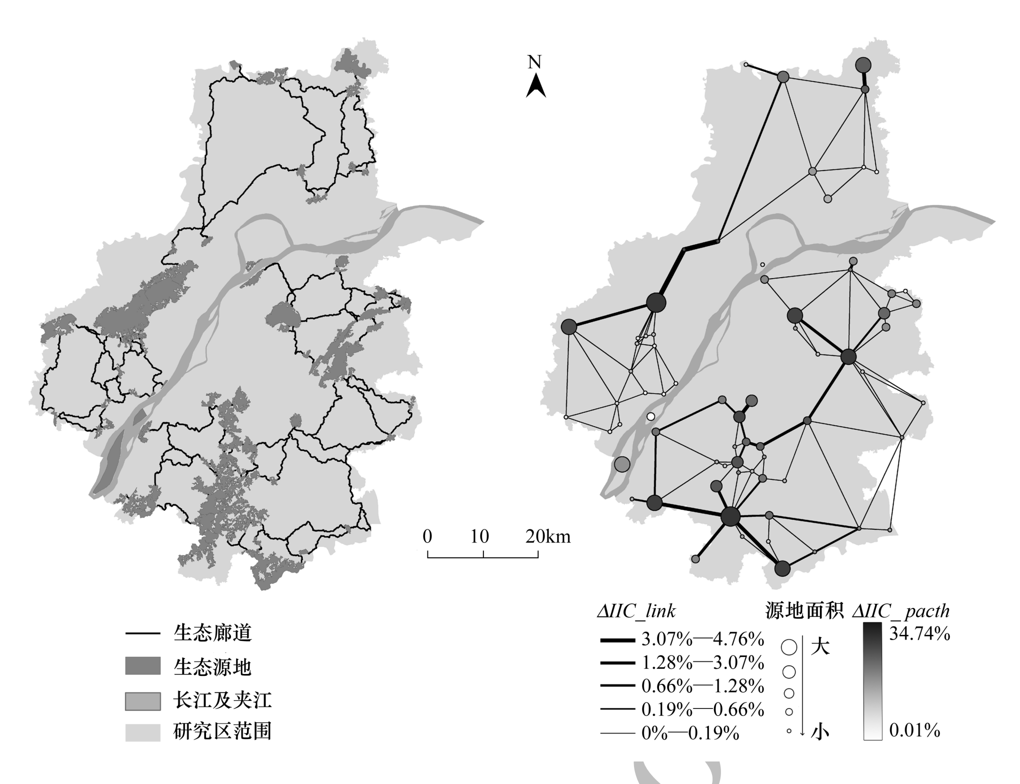


图 3 研究区潜在生态廊道空间分布生态网络图谱及其连通性评价

Fig.3 Ecological corridors identified by using least cost path method, Ecological networks developed based on graph theory

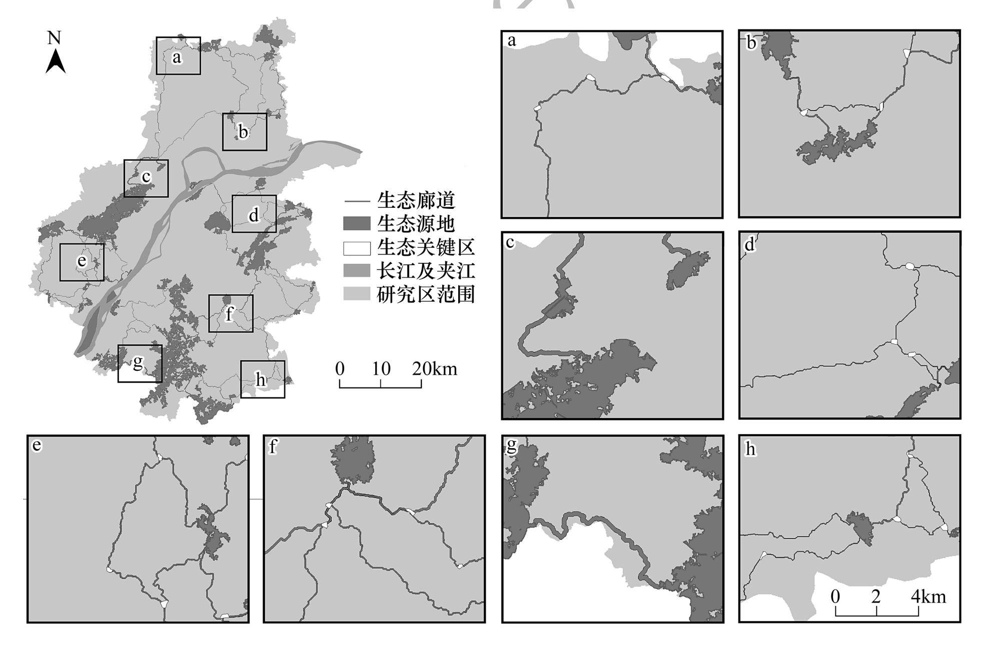


图 4 研究区完整生态网络及局部细节

Fig.4 The developed ecological networks of the study area and selected zoned area

a—h 为局部代号

$$\Delta I(\%) = \frac{I - I_{remove}}{I} \times 100 \quad (2)$$

式中，n 表示景观中斑块连接的总数，a_i 和 a_j 分别表示斑块 i 和斑块 j 的面积，l_{ij} 表示斑块 i 和斑块 j 之间的连接距离（本文采用最小成本距离），I 为某一景观的连接度指数值（本文指整体连通性指数）；I_{remove} 为将某斑块

从该景观中剔除后,景观的连接度指数值[36-37]。

表 3　不同土地利用类型的景观阻力值

Table 3　Land use type classification and landscape impedance value

土地利用类型 Land use types	生态系统服务价值当量/(元/hm^2) Ecosystem service equivalent value	成本值 Cost value
林地 Woodland	2.41	1
草地 Grassland	0.56	4
耕地 Farmland	0.13	20
裸地 Bare land	0.02	120
水域 Water	—*	400
道路用地 Road	无对应参考值	800
建设用地 Construction land	无对应参考值	1000
长江 The Yangtze River	无对应参考值	10000

* 水域在本研究中被视为陆地生物迁移的主要阻力因素,故未采纳此项参考值

2.2.3　基于生态安全理念的研究区生态控制边界的整合划定

首先,基于连接性评价结果完善基础底线区内重要廊道与源地周边地区的生态修复范围。然后,基于生态安全理念,采用空间叠置方法将构建的生态网络与基础底线区进行叠合,从而实现研究区内既有的和潜在的需要保护的自然生态空间的整合,得到研究区最初的生态控制边界。最后,结合研究区高分辨率卫星影像,将其与道路、溪流、林地等地物的边界相匹配,以提升其可识别性与可实施性,从而最终划定了都市区尺度下的生态控制边界(表 4,图 5)。

3　结果分析

3.1　既有自然生态空间(生态底线区)的空间分布特征

基于生态敏感性评价而确定的基础底线区是研究区既有高价值自然生态空间的集合,是维护城市生态安全、保障城市可持续发展的重要空间基础。由研究区的生态敏感性评价结果(表 2、图 2)可见,极高敏感区域所占研究区的比重最小(14.2%),主要分布在研究区中心城区周边的山地区域和长江及其沿岸湿地等区域,陆域的极高敏感区呈现出斑块分散孤立的空间分布形态。高敏感性区域占 23.91%,空间分布较为广泛,且无明显集中趋势,在形态上较极高敏感区更为破碎。因而,基于生态敏感性分析结果划定的基础底线区总体上也呈现出“大而孤立,小且分散,连接性不佳”的空间分布特征(图 2)。这主要与城镇建设用地的不断侵蚀、区域交通设施的分割、原有自然生态本底情况欠佳等因素有关。

3.2　潜在自然生态空间(生态网络)的空间分布特征

基于最小路径与图谱理论的生态网络是研究区绿色基础设施的重要结构性要素,能够保障重要自然生态空间的有效连接。由图 3 可见,生态源地的空间分布极不均衡,西部、西南、东部地区依托山区良好的自然条件,为都市区提供了大面积的生态源地,而西北、东南地区用地类型多以耕地为主,缺乏高质量的林地生态斑块,因而区域内的大型生态源地分布较少。由生态网络分析图谱(图 3)可见,生态网络中各源地与廊道的连通重要值差异均非常显著,但源地重要性值的内部差异(数据的全距)更大,源地的连通重要值介于 0.028%和 34.51%之间,而廊道的则介于 0.003%和 4.76%之间;源地在生态网络中的连通重要性程度与其面积有着较强的相关性,并受到其在生态网络中位置的重要影响,而廊道的连通重要性则主要取决于其在生态网络中的位置(图 3)。由于长江对陆地生态网络的分割作用,生态网络总体上形成江北和江南两部分,江北地区连通重要性较高的源地和廊道数量相对较少且多孤立,网络结构也比较简单,呈明显的中心极化特征,江南地区连通重要性较高的源地和廊道数量较多,呈簇团状集聚分布,网络结构相对较为复杂,呈多中心分布结构,但在中心城区除紫金山斑块外几乎没有生态廊道连接(图 3)。潜在生态廊道的路径位置与走向直接影响着生态关键区的分布,江南地区生态廊道纵横交错,关键区多位于廊道交汇处,江北地区生态廊道较为稀疏,生态

关键区多设置于廊道转折处(图 4 a—h)。

依据连通性评价结果设定的廊道宽度,在中心城区及其周边多以 30 m 宽度为主,这主要与中心城区内廊道的连通性相对较小,且用地十分紧张有关;而在中心区外围、都市区边缘等区域,则多以 60 m 宽度以上的廊道为主,这些区域的廊道连通性相对较高,廊道建设的用地条件也相对较好(图 4)。

3.3 生态控制边界的用地构成与空间分布特征

由表 4 可见,林地、耕地和水域是生态控制边界内(生态控制单元)的 3 个主要景观构成类型,分别占其总面积的 36.75%、30.59%和 19.28%,合占 93.73%,这一构成与各类用地的生态敏感性和生态功能密切相关。建设用地和道路用地所占比例虽小(分别为 3.04%和 1.69%),但其对生态控制单元的生态功能的隔离和阻隔作用不应被忽视,应通过有效手段对边界内现有的建设活动进行控制。此外,控制边界内还有 27.66 km^2的裸地(占 1.53%),应该因地制宜做好生态修复工作。相对于最初确定的生态底线区(图 2),由于融入了生态网络和对重点廊道与源地周边地区的生态修复,研究区原本破碎的自然生态空间得到了有效连接,生态控制单元的空间完整性与连续性得到了有效提升(图 5)。特别是在城镇建设与自然生态交错的南部、西部地区,生态网络不仅给生物提供了迁徙通道,也成为该地区未来绿色基础设施建设的基本骨架。

表 4 生态控制边界内的用地构成

Table 4 The land use composition in ecological control boundaries

用地类型 Land use type	面积 Area/km^2	%	用地类型 Land use type	面积 Area/km^2	%
草地 Grassland	128.25	7.11	耕地 Farmland	551.36	30.59
建设用地 Construction land	54.88	3.04	水域 Water	347.47	19.28
林地 Woodland	662.28	36.75	道路 Road	30.50	1.69
裸地 Bare land	27.66	1.53	合计 Total	1802.4	100

4 结论与讨论

本文在生态安全格局理念的指导下,以南京都市区为例,基于生态敏感性和生态网络分析,获取了研究区的高生态敏感空间和潜在的生态网络。在此基础上,整合既有和潜在的自然生态空间,划定了南京都市区的生态控制边界,从而实现了研究区现存和潜在的重要自然生态空间的有效保护。研究结果表明:1)研究区既有的高生态敏感性区域呈现"大而孤立,小且分散,连接性不佳"的空间分布特征。2)遴选出的 71 处生态源地、119 条重要廊道和 61 个关键生态斑块共同组成研究区的生态网络,显著提升了原有生态空间的景观连接性和研究区域的总体生态安全水平。3)生态网络分析可以弥补敏感性分析只考虑既有自然生态空间的局限,二者的组合使用可为不同尺度上生态控制边界的划定提供简明的分析框架。

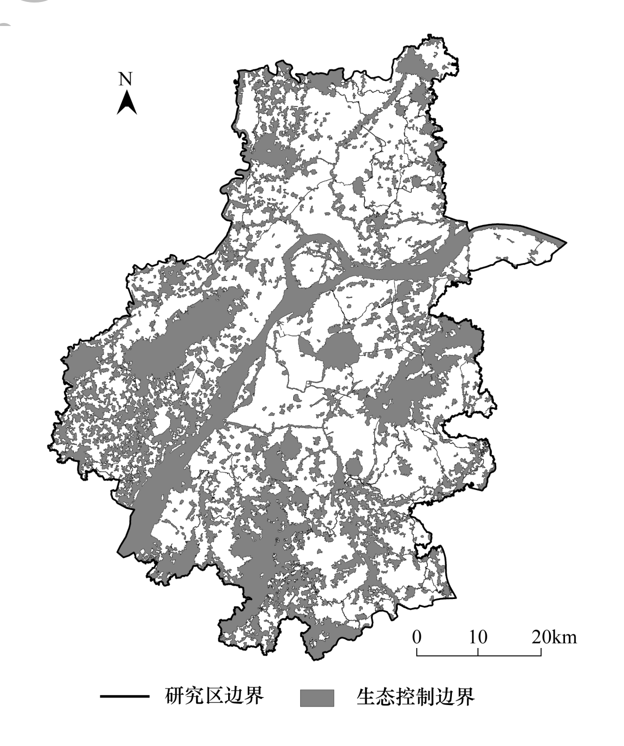


图 5 南京都市区生态控制边界

Fig.5 Ecological control boundaries of Nanjing Metropolis District

由于基于生态敏感性的生态控制边界划定多是基于现状用地空间进行,多以水系作为连接廊道,往往忽视绿地景观网络的构建。本文基于生态网络分析科学辨识了研究区潜在的生态廊道,进而识别了需要保护的潜在自然生态空间,从而增加了研究区破碎化绿地景

观的连接性。然而,本研究确定的生态控制边界是保证研究区可持续发展的最小生态用地范围,生态廊道连接数量少(均为最小费用路径)、宽度小(根据连接重要性评价而确定的最小宽度)。因而,根据城市用地空间的实际情况,在有条件的区域适当增加廊道的数量和宽度、扩大生态关键区的数量和范围,将更有利于区域生物多样性的维持。另外,还需要注重自然生态空间功能的复合利用,在不破坏生态廊道生态功能的前提下复合游憩、社会、经济、教育等其他用途,形成复合型的城市绿色基础设施网络体系。

本文在生态敏感性分析时采用了加权求和与最大值相结合的方法,减少了不同类型因子对评价结果的潜在影响,但选择的因子仍主要侧重地形、水域、植被、土地利用和政策约束等方面,其客观性、全面性、科学性还有待进一步验证。另外,为了提高景观阻力赋值的科学性,本文使用谢高地等[33]对不同用地类型单位面积生态系统服务价值当量的评估结果[33]来定量表征该用地类型的生态适宜性。然而,本文并未针对研究区指示物种和焦点物种来进行生态网络的构建,有待深入研究,以期更好地指导城市与区域生态网络的规划与建设。

参考文献(References):

[1] Zhang L Q, Peng J, Liu Y X, Wu J S. Coupling ecosystem services supply and human ecological demand to identify landscape ecological security pattern: A case study in Beijing-Tianjin-Hebei region, China. Urban Ecosystems, 2016: 1-14, doi: 10.1007/s11252-016-0629-y.

[2] 仇江啸, 王效科, 逯非, 欧阳志云, 郑华. 城市景观破碎化格局与城市化及社会经济发展水平的关系——以北京城区为例. 生态学报, 2012, 32(9): 2659-2669.

[3] 盛鸣. 从规划编制到政策设计: 深圳市基本生态控制线的实证研究与思考. 城市规划学刊, 2010(S1): 48-53.

[4] 王云才, 吕东, 彭震伟, 高璟. 基于生态网络规划的生态红线划定研究——以安徽省宣城市南漪湖地区为例. 城市规划学刊, 2015, (3): 28-35.

[5] 许妍, 梁斌, 鲍晨光, 兰冬东, 于春艳, 马明辉. 渤海生态红线划定的指标体系与技术方法研究. 海洋通报, 2013, 32(4): 361-367.

[6] 丁雨賝, 冯长春, 王利伟. 山地区域土地生态红线划定方法与实证研究——以重庆市涪陵区义和镇为例. 地理科学进展, 2016, 35(7): 851-859.

[7] 燕守广, 林乃峰, 沈渭寿. 江苏省生态红线区域划分与保护. 生态与农村环境学报, 2014, 30(3): 294-299.

[8] 冯宇. 呼伦贝尔草原生态红线区划定的方法研究[D]. 北京: 中国环境科学研究院, 2013.

[9] 陈海嵩. "生态红线"制度体系建设的路线图. 中国人口·资源与环境, 2015, 25(9): 52-59.

[10] 林勇, 樊景凤, 温泉, 刘述锡, 李滨勇. 生态红线划分的理论和技术. 生态学报, 2016, 36(5): 1244-1252.

[11] 苏同向, 王浩. 生态红线概念辨析及其划定策略研究. 中国园林, 2015, 31(5): 75-79.

[12] 王社坤, 于子豪. 生态保护红线概念辨析. 江苏大学学报: 社会科学版, 2016, 18(3): 50-56.

[13] 喻本德, 叶有华, 郭微, 俞龙生, 黄涛, 孙芳芳, 罗建武. 生态保护红线分区建设模式研究——以广东大鹏半岛为例. 生态环境学报, 2014, 23(6): 962-971.

[14] 符娜. 土地利用规划的生态红线区的划分方法研究——以云南省为例[D]. 北京: 北京师范大学, 2008.

[15] 彭建, 汪安, 刘焱序, 马晶, 吴健生. 城市生态用地需求测算研究进展与展望. 地理学报, 2015, 70(2): 333-346.

[16] 杨姗姗, 邹长新, 沈渭寿, 沈润平, 徐德琳. 基于生态红线划分的生态安全格局构建——以江西省为例. 生态学杂志, 2016, 35(1): 250-258.

[17] 彭建, 赵会娟, 刘焱序, 杜悦悦. 区域水安全格局构建: 研究进展及概念框架. 生态学报, 2016, 36(11): 3137-3145.

[18] 南京市地方志编纂委员会办公室. 南京年鉴 2015 年卷. (2016-03-02) [2017-01-20]. http://dfz.nanjing.gov.cn/xzbj/17710/17711/.

[19] 邵大伟, 吴殿鸣. 基于景观指数的南京主城区绿色空间演变特征研究. 中国园林, 2016, 32(2): 103-107.

[20] 于亚平, 尹海伟, 孔繁花, 王晶晶, 徐文彬. 基于 MSPA 的南京市绿色基础设施网络格局时空变化分析. 生态学杂志, 2016, 35(6): 1608-1616.

[21] 欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国生态环境敏感性及其区域差异规律研究. 生态学报, 2000, 20(1): 9-12.

[22] 李志江, 胡召玲, 马晓冬, 孙继勇. 基于 GIS 的新沂市生态敏感性分析. 江苏师范大学学报: 自然科学版, 2006, 24(3): 72-75.

[23] 周春林, 景屏. 南京城区地貌分类与地貌制图. 现代城市研究, 1997, (5): 46-47+49-50.

[24] 朱查松, 罗震东, 胡继元. 基于生态敏感性分析的城市非建设用地划分研究. 城市发展研究, 2008, 15(4): 30-35.

[25] 舒帮荣, 黄琪, 刘友兆, 李彦, 严长清. 基于变权的城镇用地扩展生态适宜性空间模糊评价——以江苏省太仓市为例. 自然资源学报, 2012, 27(3): 402-412.

[26] 李广娣, 冯长春, 曹敏政. 基于土地生态敏感性评价的城市空间增长策略研究——以铜陵市为例. 城市发展研究, 2013, 20(11): 69-74.

[27] 王晓利, 姜德娟, 马大喜. 基于 MODIS NDVI 时间序列的植被覆盖空间自相关分析——以山东半岛与辽东半岛区域比较研究. 干旱区资

源与环境, 2013, 27(10): 139-144.

[28] Opdam P, Steingröver E, Van Rooij S. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. Landscape and Urban Planning, 2006, 75(3/4): 322-332.

[29] 尹海伟, 孔繁花, 祈毅, 王红扬, 周艳妮, 秦正茂. 湖南省城市群生态网络构建与优化. 生态学报, 2011, 31(10): 2863-2874.

[30] 许文雯, 孙翔, 朱晓东, 宗跃光, 李杨帆. 基于生态网络分析的南京主城区重要生态斑块识别. 生态学报, 2012, 32(4): 1264-1272.

[31] 许峰, 尹海伟, 孔繁花, 徐建刚. 基于 MSPA 与最小路径方法的巴中西部新城生态网络构建. 生态学报, 2015, 35(19): 6425-6434.

[32] Kong F H, Yin H W, Nakagoshi N, Zong Y G. Urban green space network development for biodiversity conservation: Identification based on graph theory and gravity modeling. Landscape and Urban Planning, 2010, 95(1/2): 16-27.

[33] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 陈文辉, 李士美. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进. 自然资源学报, 2015, 30(8): 1243-1254.

[34] Foltête J C, Clauzel C, Vuidel G. A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. Environmental Modelling & Software, 2012, 38: 316-327.

[35] 朱强, 俞孔坚, 李迪华. 景观规划中的生态廊道宽度. 生态学报, 2005, 25(9): 2406-2412.

[36] Pascual-Hortal L, Saura S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the priorization of habitat patches and corridors for conservation. Landscape Ecology, 2006, 21(7): 959-967.

[37] Saura S, Torné J. Conefor sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. Environmental Modelling & Software, 2009, 24(1): 135-139.